第 38 卷第 2 期
2018 年 1 月
生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA
Vol.38,No.2
Jan.,2018

DOI: 10.5846/stxb201701110088
赵路红,李昌珍,康迪,任成杰,韩新辉,佟小刚,冯永忠.黄土丘陵区退耕地土壤可溶性氮组分季节变化与水热关系.生态学报,2018,38(2):689-697.
Zhao L H, Li C Z, Kang D, Ren C J, Han X H, Tong X G, Feng Y Z.Dynamic change in soil soluble nitrogen under farmland converted to forest in the Loess Hilly Region.Acta Ecologica Sinica,2018,38(2):689-697.

黄土丘陵区退耕地土壤可溶性氮组分季节变化与水热关系

赵路红[1,2],李昌珍[2,3],康 迪[1,2],任成杰[2,3],韩新辉[2,3],佟小刚[4],冯永忠[2,3,*]
1 西北农林科技大学林学院,杨凌 712100
2 陕西省循环农业工程技术研究中心,杨凌 712100
3 西北农林科技大学农学院,杨凌 712100
4 西北农林科技大学资源环境学院,杨凌 712100

摘要:为探究黄土丘陵区退耕地植被恢复土壤有效氮素养分累积的季节动态变化特征及水热驱动效应,以邻近坡耕地为对照,分析了植被恢复 15 a 的刺槐、柠条、荒草地土壤可溶性氮组分密度、分布比例在 4—10 月份内的动态变化状况及其与土壤温度和含水量间的关系。结果表明,整个采样期间,0—30 cm 土层土壤硝态氮、可溶性有机氮和可溶性全氮动态变化显著,且各可溶性氮组分中仅硝态氮随土层变化差异显著。其中土壤硝态氮变化幅度整体为 0.13—1.71 g/m^2,占可溶性全氮的 5.1%—52.1%,其最大值出现在 4 月份,最小值出现在 10 月份;可溶性有机氮整体变化幅度为 0.29—2.92 g/m^2,占可溶性全氮的30.9%—85.3%,在 4 月份和 8 月份分别达最小值和最大值;铵态氮动态变化不显著,4—10 月份整体变化幅度为 0.17—0.74 g/m^2,占 6.4%—21.4%,其最小值出现在 10 月份,最大值出现在 4 月份;可溶性全氮整体变化幅度为 1.25—3.52 g/m^2。可溶性氮组分中,各组分所占比例为可溶性有机氮>硝态氮>铵态氮,并且可溶性有机氮与硝态氮所占比例动态变化趋势相反。刺槐、柠条林和荒草地 0—30 cm 土壤硝态氮平均约为耕地的 3.42 倍、2.54 倍和 1.26 倍,铵态氮平均为耕地的 1.71 倍、1.37 倍和 1.30 倍,可溶性有机氮约为 1.64 倍、1.31 倍和 1.23 倍。可溶性氮组分受土壤含水量的影响大于土壤温度,硝态氮对土壤含水量的变化最为敏感,而可溶性全氮则对土壤温度变化最为敏感。综上所述,人工林植被恢复有利于提高土壤可溶性氮组分,增加氮的有效性,同时除铵态氮外,土壤可溶性氮组分随季节变化显著。

关键词:退耕地;可溶性有机氮;季节动态;水热变化

Dynamic change in soil soluble nitrogen under farmland converted to forest in the Loess Hilly Region

ZHAO Luhong[1,2], LI Changzhen[2,3], KANG Di[1,2], REN Chengjie[2,3], HAN Xinhui[2,3], TONG Xiaogang[4], FENG Yongzhong[2,3,*]
1 *College of Forestry, Northwest Agriculture and Forestry University*, *Yangling* 712100, *China*
2 *The Research Center of Recycle Agricultural Engineering and Technology of Shaanxi Province*, *Yangling* 712100, *China*
3 *College of Agronomy, Northwest Agriculture and Forestry University*, *Yangling* 712100, *China*
4 *College of Source and Environment, Northwest Agriculture and Forestry University*, *Yangling* 712100, *China*

Abstract: Soil soluble and available nitrogen are considered to be limiting nutritional factors for the productivity of plants in terrestrial ecosystems. Land-use change has a significant impact on the physical and chemical properties of soil, particularly

基金项目:国家自然科学青年基金项目(41301601);陕西省科技统筹创新工程项目(2015KTCL02-07);国家自然科学基金项目(41571501)
收稿日期:2017-01-11; **网络出版日期:**2017-09-14
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: Fengyz@ nwsuaf.edu.cn

nitrogen pools. Furthermore, although the amounts of soil soluble nitrogen are generally very small, they can change rapidly during the plant growing season. However, the changes in soil soluble nitrogen dynamics associated with different vegetation restoration patterns are still poorly understood. Therefore, more information is essential to gain a better understanding of the changes in ecosystems dynamics that occur following the conversion of farmland to forest in the Loess Hilly Region. We studied the dynamic changes in soil soluble nitrogen from April to October, and their relation to soil moisture and temperature under three converted land types in the Loess Hilly Region[*Robinia pseudoacacia*(RP), *Caragana korshinskii* (CK), and abandoned farmland (AF)], which have undergone conversion from slope farmland (SF) for 15 years. The average densities of nitrate nitrogen (NO_3^--N), soluble organic nitrogen (SON), and soluble total nitrogen (STN) changed significantly from April to October in the 0—30 cm soil layer (P<0.05), although only NO_3^--N varied significantly with soil depth (P<0.05). During the sampling period (April to October), the average NO_3^--N density accounted for 5.1%—52.1% of STN, ranging from 0.13 g/m^2(in April) to 1.71 g/m^2(in October). The average density of SON varied significantly from 0.29 g/m^2(in April) to 2.92 g/m^2(in August), which accounted for 30.9%—85.3% of STN. Although the variation in ammonium nitrogen (NH_4^+-N) was not significant, it ranged from 0.17 g/m^2(in October) to 0.74 g/m^2(in April) and accounted for 6.4%—21.4% of STN. After long-term vegetation restoration, the average densities of NO_3^--N in RP, CK, and AF were 3.42, 2.54, and 1.26 times higher, respectively, than that of SF in the 0—30 cm soil layer, whereas those of NH_4^+-N in RP, CK, and AF were increased by 1.71, 1.37, and 1.30 times, respectively, and those of SON were increased by 1.64, 1.31, and 1.23 times, respectively, compared to SF. Correlation analyses indicated that the dynamic change in soil soluble nitrogen was affected by soil moisture and temperature, and that soluble nitrogen was more sensitive to soil moisture than to temperature. Moreover, NO_3^--N was more sensitive than SON and STN to soil moisture changes, whereas STN was the most sensitive to soil temperature. Collectively, these findings indicate that converting farm to forest can improve the density of soil soluble nitrogen, and increase the availability of soil nitrogen. It was also observed that the amounts of soil soluble nitrogen change significantly with different seasons.

Key Words: vegetation restoration; soluble organic nitrogen; dynamic change; soil moisture and temperature

黄土丘陵地区的植被恢复能有效防治土壤侵蚀,改善生态环境。植被恢复影响了土壤内部及植物群落之间养分元素流动状况,引起植被恢复类型间土壤氮组分分布的差异。土壤中氮素总量及各组分氮与植物生长有着密切的关系[1],其中土壤可溶性氮组分对土壤氮素的矿化、固持、淋洗和植物吸收等过程均有着不同程度的影响[2],并且其自身的高流动性关系到土壤深层氮素的固存以及养分流失,甚至影响着整个生态系统的生产力与可持续性[3-4]。目前,我国学者在退耕还林对土壤氮素的影响方面做了大量的研究,安韶山等人[5]认为植被恢复显著提高了土壤全氮含量和速效氮,且与恢复年限、植物群落组成相关[6],植被恢复类型能显著影响土壤各形态氮素的含量及所占比例[1],另外,部分学者还发现人工林植被恢复能提高土壤微生物氮含量[7],且不同恢复模式的影响也存在差异[8-9]。以往研究多数集中在全氮、硝态氮和微生物氮上,并且大部分在对比不同植被或林地间的差异,然而有学者认为季节间无机氮的差异远大于植被类型间的差异[10-11],铵态氮、硝态氮等可溶性氮组分数量虽少,但却是森林土壤生态系统中最易耗竭和限制植物生长的氮素形态[12],受外界环境的影响变化大,不同形态间转化关系复杂,动态变化和林木生长关系密切。为此本研究选择黄土丘陵地区三种典型的植被恢复样地,同时以邻近坡耕地为对照,研究不同退耕地可溶性氮组分的季节变化,同时结合土壤水热变化,探究可溶性氮组分动态与水热的关系,对于揭示植被恢复在协调土壤氮素供应方面的作用和探究森林土壤氮循环机制,指导植被恢复措施的实施具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于陕西省国家退耕还林示范县安塞县境内(108°5′44″—109°26′18″E,36°30′45″—37°19′31″N),

属暖温带大陆性半干旱季风气候,年平均气温 8.8℃,年平均降水量 505.3 mm,干燥度 1.48,年日照时数 2395.6 h,无霜期 158 d,年总辐射量 552.6 kJ/cm²。地貌类型属典型黄土丘陵沟壑区,海拔 1010—1400 m。土壤以黄土母质发育的黄绵土为主,约占总面积的 95%。植被类型属于暖温带落叶阔叶林向干旱草原过渡的森林草原带,是我国西北典型的生态环境脆弱区。该地区实施退耕还林工程以来,种植有不同的乔木林、灌木林、乔木混交林、乔灌混交林及以苹果为主的经济林,经过多年人工植被恢复建设和水土保持综合治理等措施,起到了显著的生态恢复的效应。

1.2　样地选取与采样

于研究区选择土壤与成土母质类型相同,退耕年限为 15 a 且均为坡耕地退耕而来(种植作物以荞麦、小麦、大豆等陕北黄土高原地区常见的粮食作物为主)的刺槐(*Robinia pseudoacacia*;RP)、柠条(*Caragana korshinskii*;CK)、荒草地(Abandoned farmland;AF),同时选择邻近坡耕地(Slop farmland;SF)作为对照(表 1)。分别于 2014 年 4 月份、6 月份、8 月份和 10 月份进行采样。采样时选择海拔、坡度、坡向和坡位均相近的样地,且各样地间直线距离均未超过 2 km,每个样地内设置 3 个 20 m×20 m 的标准采样区,按照“S”型选取 12 个采样点,用土钻(内径 4.5 cm,高度 10 cm)取 0—10,10—20,20—30 cm 共 3 个层次的土样,同层土各采样点土样充分混合后作为该土层待测土样。仔细除去土样其中植物残体,置于布袋迅速带回实验室待用。同时,每个样地挖 3 个剖面,每个剖面每个土层用环刀(100 cm³)取一次土样测定各土层容重,用于氮组分密度计算。所采土样一部分自然风干用于 pH、有机质、全氮等理化性质的测定,一部分置于-20℃冷冻保存用于土壤可溶性氮、铵态氮和硝态氮的测定。另外,在每个样地内随机设置 12 个 1 m×1 m 的小样方,用于收集各样方内地表凋落物,同时在 12 小样方附近用地温计测量 0—30 cm 不同土层的温度。

土壤含水量均是在晴天采集土样,采用烘干称重法测定;pH 用无 CO_2 水浸提后(水土 1∶1)pH 计法测定;土壤有机质、凋落物全碳采用重铬酸钾外加热法测定;土壤和凋落物全氮采用凯氏定氮法测定;可溶性全氮用 K_2SO_4 浸提,凯氏定氮仪测定;硝态氮、铵态氮用 KCl 浸提,流动分析仪测定;可溶性有机氮为可溶性全氮与无机氮的差值。

表 1　样地基本特征

Table 1　Description of investigated plots

样地类型 Site types	海拔/m Altitude	坡位 Slope position	坡向 Aspect	坡度 Slope/(°)	盖度 Cover/%	凋落物 C/N Litter C/N	容重 Bulk density/(g/cm³)	粘粒/% Clay	pH (H_2O)	有机质 Organic matter/(g/kg)	全氮 Total nitrogen/(g/kg)	林下主要草本种类 Understory plant
刺槐 RP	1291	上	阴	18	80	15.02±0.48	1.20±0.10	3.83±0.34	8.40±0.04	4.30±0.21	0.31±0.02	早熟禾,白羊草铁杆蒿
柠条 CK	1258	中上	阴	18	80	20.64±0.67	1.24±0.11	4.42±0.29	8.45±0.06	6.51±0.32	0.51±0.03	狗尾草,铁杆蒿,香青兰
荒草 AF	1191	中	阴	18	90	54.83±2.82	1.15±0.05	4.28±0.22	8.50±0.04	5.68±0.28	0.35±0.02	芦苇,狗尾草,蛇葡萄
耕地 SF	1214	中	半阴	20	—	—	1.18±0.15	4.38±0.24	8.52±0.04	3.58±0.18	0.25±0.01	荞麦

RP:刺槐 *Robinia pseudoacacia*;CK:柠条 *Caragana korshinskii*;AF:荒草地 abandoned farmland;SF:耕地 slope farmland(SF);硬质早熟禾 *Poa sphondylodes*;白羊草 *Bothriochloa ischaemum*;狗尾草 *Setaria viridis*;铁杆蒿 *Artemisia sacrorum*;香青兰 *Dracocephalum moldavica*;蛇葡萄 *Ampelopsis sinica*;荞麦 *Fagopyrum esculentum*;数据以平均值±标准误表示

1.3　数据分析

土壤可溶性氮组分密度是指单位面积一定厚度的土层中可溶性氮组分的质量,可以指示土壤氮的储量。对不同土层土壤氮组分密度以公式(1)计算:

$$S_i = C_i \times \rho_i \times D_i \times 100 \qquad (1)$$

式中,S_i为第 i 层土壤可溶性氮组分密度(g/m²);C_i、ρ_i、D_i分别为第 i 层土中对应可溶性氮组分氮含量(mg/kg)、土壤容重(g/cm³)、土层厚度(cm)。0—30 cm 土层可溶性氮组分密度则为各层土壤氮组分密度之和。

数据处理采用 Origin 7.5 和 SPSS 17.0 软件,不同植被恢复样地及土层中可溶性有机氮、铵态氮、硝态氮

含量和密度采用 One-way ANOVA 进行方差分析,差异显著($P<0.05$)采用 Duncan 法进行检验。可溶性氮组分与土壤水热的关系采用 Pearson 相关分析。

2 结果与分析

2.1 土壤可溶性氮组分动态变化

2.1.1 土壤矿质氮

整个采样期间(4—10 月份),0—30 cm 土壤矿质氮主要以硝态氮的形式存在,其中 0—10 cm,土壤硝态氮平均密度介于 0.17 g/m^2—1.53 g/m^{2}之间,最小值出现在 10 月份,在 4 月份出现最大值;10—20 cm 土壤硝态氮密度最小值为 0.13 g/m^2,出现在 10 月份,而最大值为 1.60 g/m^2,出现在 4 月份;20—30 cm 土壤硝态氮与 10—20 cm 规律类似,最小值也出现在 10 月份(0.13 g/m^2),最大值出现在 4 月份为 1.71 g/m^2。相比而言,0—30 cm 铵态氮随时间变化幅度较小(图 1),并且不同土层间铵态氮变化不显著(图 1),0—10 cm 铵态氮变化幅度为 0.17 —0.58 g/m^2,其最小值出现在 10 月份,最大值在 4 月份;10—20 cm 土壤铵态氮最小值出现在 10 月份为 0.19 g/m^2,而 8 月份则达到最大值 0.48 g/m^2;20—30 cm 铵态氮最小值出现在 10 月份为 0.20 g/m^2,最大值出现在 4 月份为 0.74 g/m^2。

由图 1 可知,整个采样期间,各样地 0—10 cm 土壤硝态氮差异显著($P<0.05$),表现为刺槐>柠条>荒草>耕地,相比耕地,刺槐、柠条和荒草地分别为耕地的 2.69—4.70 倍、1.62—5.50 倍和 1.21—1.83 倍;10—20 cm 土壤硝态氮以刺槐地密度最大,为耕地的 1.76—5.17 倍,其次为柠条地,相比 0—10 cm 变化幅度有所减少,为耕地的 2.08—3.72 倍,荒草更少为耕地的 1.03—1.72 倍;各样地 20—30 cm 土壤硝态氮与 10—20 cm 相似,整体表现为刺槐最大,为耕地的 1.60—4.36 倍,其次是柠条为耕地的 1.27—1.64 倍。然而,在整个采样期间,各样地间 0—30 cm 土层铵态氮变化幅度较小。

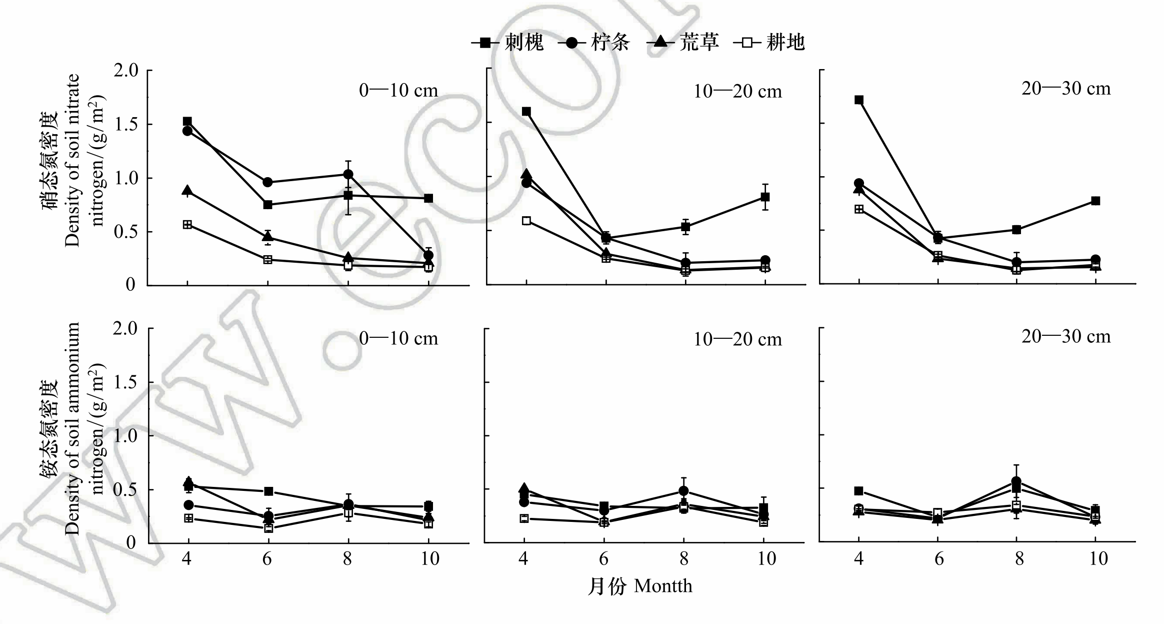


图 1 土壤硝态氮、铵态氮动态变化

Fig.1 Dynamic change of nitrate nitrogen and ammonium nitrogen in soil

2.1.2 土壤可溶性有机氮

如图 2 所示,整个采样期间(4—10 月份),土壤可溶性有机氮变化显著($P<0.05$)。0—10 cm 土壤可溶性有机氮整体变化幅度为 0.49—2.78 g/m^2,其中最小值出现在 4 月份,最大值出现在 10 月份;10—20 cm 可溶性有机氮最小值也出现在 4 月份为 0.29 g/m^2,最大值同样出现在 10 月份为 2.88 g/m^2;而 20—30 cm 土壤可溶性有机氮整体变化幅度为 0.35—2.92 g/m^2,4 月份和 8 月份分别达到最小值和最大值。另外,不同植被恢

复类型间 0—30 cm 土壤可溶性有机氮差异显著(P<0.05),相比耕地,刺槐、柠条和荒草整体分别提升 64.2%,30.9%和 23.1%。

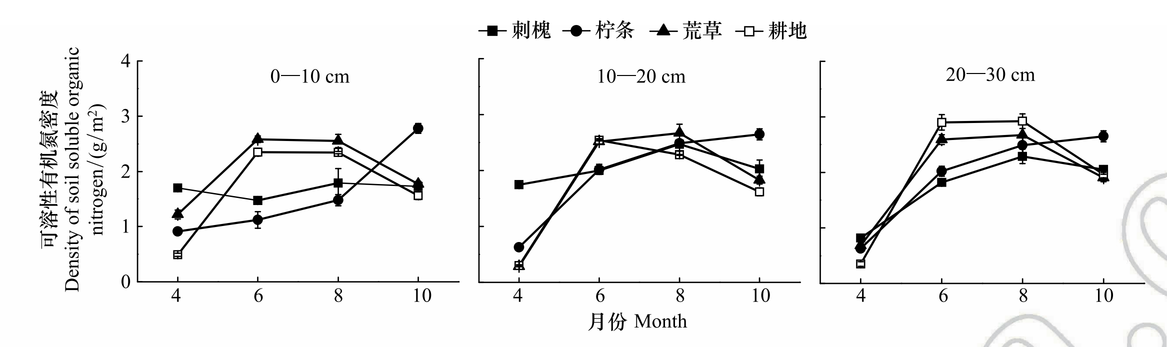


图 2　土壤可溶性有机氮动态变化

Fig.2　Dynamic change of soluble organic nitrogen in soil

2.2　土壤可溶性全氮动态变化

由图 3 可知,整个采样期间,0—30 cm 土层土壤可溶性全氮季节变化显著,且各样地间差异显著(P<0.05),整体变化幅度为 1.25—3.52 g/m^2。刺槐林可溶性全氮密度最大值出现在 4 月份,为 3.52 g/m^2,随季节变化趋势为先降低(4—6 月份)后升高(6—8 月份),再降低(8—10 月份),6 月份达到最小值 2.65 g/m^2。柠条林地土壤可溶性全氮密度在 4 月份至 10 月份逐渐增大,整体变化为 2.36—3.28 g/m^2。荒草地与耕地土壤可溶性全氮密度变化趋势一致,整体表现为先升高后降低的趋势,最小值出现在 4 月份分别为 2.09 g/m^2 和 1.25 g/m^2,最大值出现在 6—8 月份分别为 3.15 g/m^{2}和 3.04 g/m^2。另外,4 月份和 10 月份各植被恢复类型整体表现为刺槐、柠条林和荒草地土壤可溶性全氮密度高于耕地,而 6 月份相反,荒草、耕地显著高于刺槐、柠条林。8 月份各植被恢复类型间无显著差异,但均显著高于耕地。刺槐、柠条和荒草地在整个采样期间,植被恢复地可溶性全氮含量相比耕地分别提升 32.6%,21.9%和 12.9%。

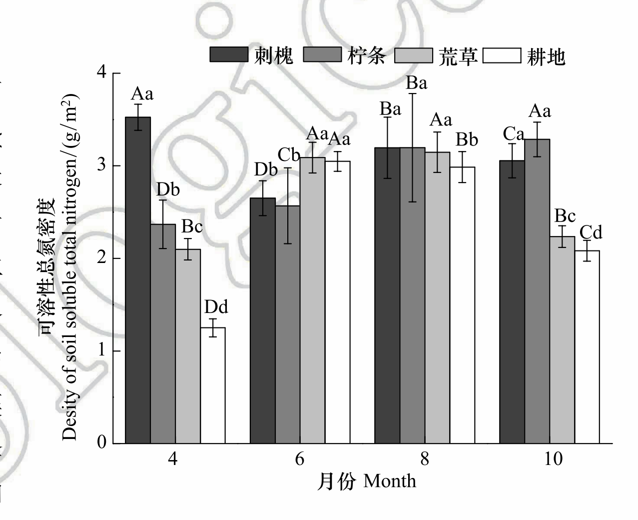


图 3　土壤可溶性全氮动态变化

Fig.3　Dynamic change of soil soluble total nitrogen in soil

不同的大写字母表示同一土层不同样地在 P<0.05 水平差异显著;不同小写字母表示同一样地不同采样时间在 P<0.05 水平差异显著;误差线均为样本的标准误

2.3　可溶性氮组分所占比例

图 4 显示,0—30 cm 土壤可溶性氮组分以可溶性有机氮为主,占 31.0%—85.3%,其次是硝态氮占 5.1%—52.1%;铵态氮所占比例最少,为 6.4%—21.4%。整个采样期间,土壤可溶性有机氮从 4 月份(31.0%—40.9%)至 10 月份(63.1%—84.4%)逐渐上升;硝态氮所占比例的动态变化趋势与可溶性有机氮相反,从 4 月份(43.7%—52.1%)至 10 月份(7.9%—26.3%)逐渐降低;而铵态氮同样以 4 月份(13.8%—21.4%)所占比例最高,但动态变化幅度小。此外,整个采样期间各样地 0—30 cm 土壤硝态氮所占比例整体表现为刺槐和柠条略高于荒草和耕地,可溶性有机氮与硝态氮趋势相反。

2.4　土壤可溶性氮组分与水热关系

由图可知,整个采样期间,各样地(除刺槐)0—30 cm 硝态氮整体表现为 4 月份含量最高,至 10 月份逐渐降低,刺槐林表现在 4—6 月份硝态氮呈显著降低趋势,6—10 月份土壤硝态氮呈显著升高趋势,各样地间硝态氮总体表现为刺槐>柠条>荒草>耕地(图 5);各样地 0—30 cm 可溶性有机氮整体表现为 4—8 月份呈显著

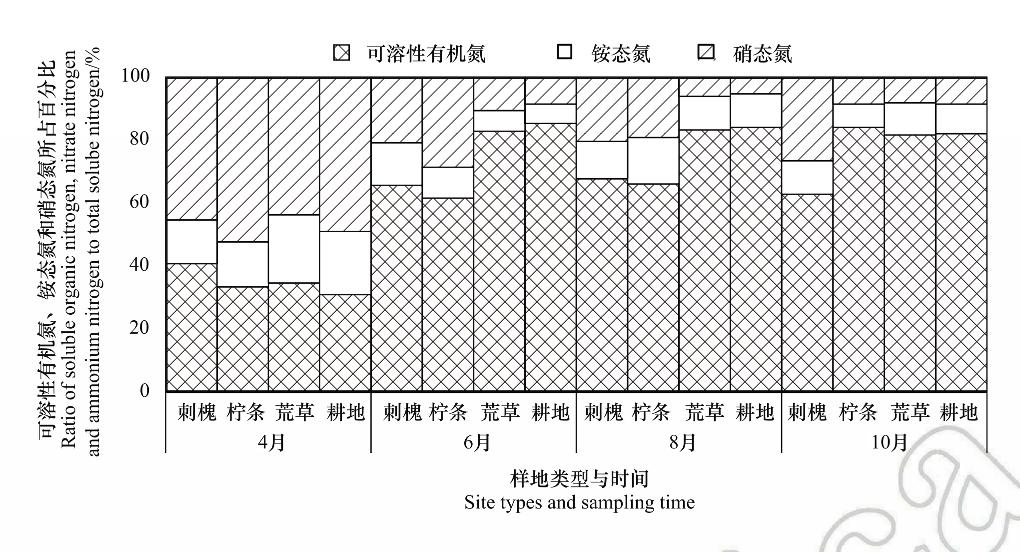


图 4　土壤各可溶性氮组分所占百分比

Fig.4　Dynamic change of the ratio of soil soluble nitrogen to total soluble nitrogen in soil

升高趋势,8—10 月份(除柠条)均呈显著降低趋势,而柠条林 8—10 月份呈显著升高趋势(图 5)。4—6 月份各样地(除刺槐)土壤可溶性全氮呈显著升高趋势,6—8 月份刺槐和柠条林地土壤可溶性全氮呈显著升高趋势,而荒草和耕地无显著变化,8—10 月份,刺槐和柠条林地可溶性全氮无显著变化,荒草和耕地可溶性全氮呈显著降低趋势(图 5)。

并且,各样地土壤含水量也呈显著季节性变化,整体变化分为两个部分,变化幅度在 3.8%—25.1%。4—6 月份,土壤含水量呈不断降低趋势,平均含水量从 13.4%降低至 4.7%;6—10 月份土壤含水量呈不断升高趋势,平均含水量从 4.7%逐渐提高至 10.5%(图 5)。整个采样期间,各退耕地土壤含水量均显著高于耕地。各样地土壤温度随季节变化趋势与含水量不同,整体变化幅度在 9.2℃—22.8℃。其中 4—8 月份,荒草和耕地土壤温度呈不断升高趋势,平均温度从 12.26 升高至 22.6℃,而刺槐和柠条林地土壤温度从 4 月份(12.3℃)至 6 月份(17.6℃)不断升高,6—8 月份林地土壤温度变化不显著;随后 8—10 月份,四种样地土壤温度呈显著降低趋势,平均温度从 20.2℃降低至 10.5℃(图 5)。

土壤水分、温度与土壤可溶性氮组分相关性分析如表 2 所示,硝态氮与土壤含水量呈极显著正相关关系($P<0.01$),可溶性有机氮、可溶性全氮与土壤水分呈极显著负相关关系($P<0.01$);土壤温度与水分相反,硝态氮与土壤温度呈显著负相关关系($P<0.05$),可溶性有机氮、可溶性全氮与土壤温度呈极显著正相关关系($P<0.01$)。

表 2　土壤可溶性氮组分与土壤含水量、温度之间的相关性分析

Table 2　Correlation coefficients of soil moisture, soil temperature and soil soluble nitrogen in forest lands with different vegetation restorations

相关系数 Correlation coefficients	硝态氮 Nitrate nitrogen	可溶性有机氮 Soil organic nitrogen	可溶性全氮 Soil soluble total nitrogen
土壤含水量 Soil moisture	0.925**	−0.902**	−0.654**
土壤温度 Soil temperature	−0.312*	0.480**	0.623**

n=48; * 表示在 0.05 水平显著相关, ** 表示在 0.01 水平极显著相关

3　讨论

3.1　植被恢复对土壤可溶性氮组分的影响

在整个采样期间,不同样地土壤可溶性氮组分的差异显著。其中刺槐、柠条林和荒草 0—30 cm 土壤硝态氮平均为耕地的 3.42 倍、2.54 倍和 1.26 倍,铵态氮平均为耕地的 1.71 倍、1.37 倍和 1.30 倍,可溶性有机氮约

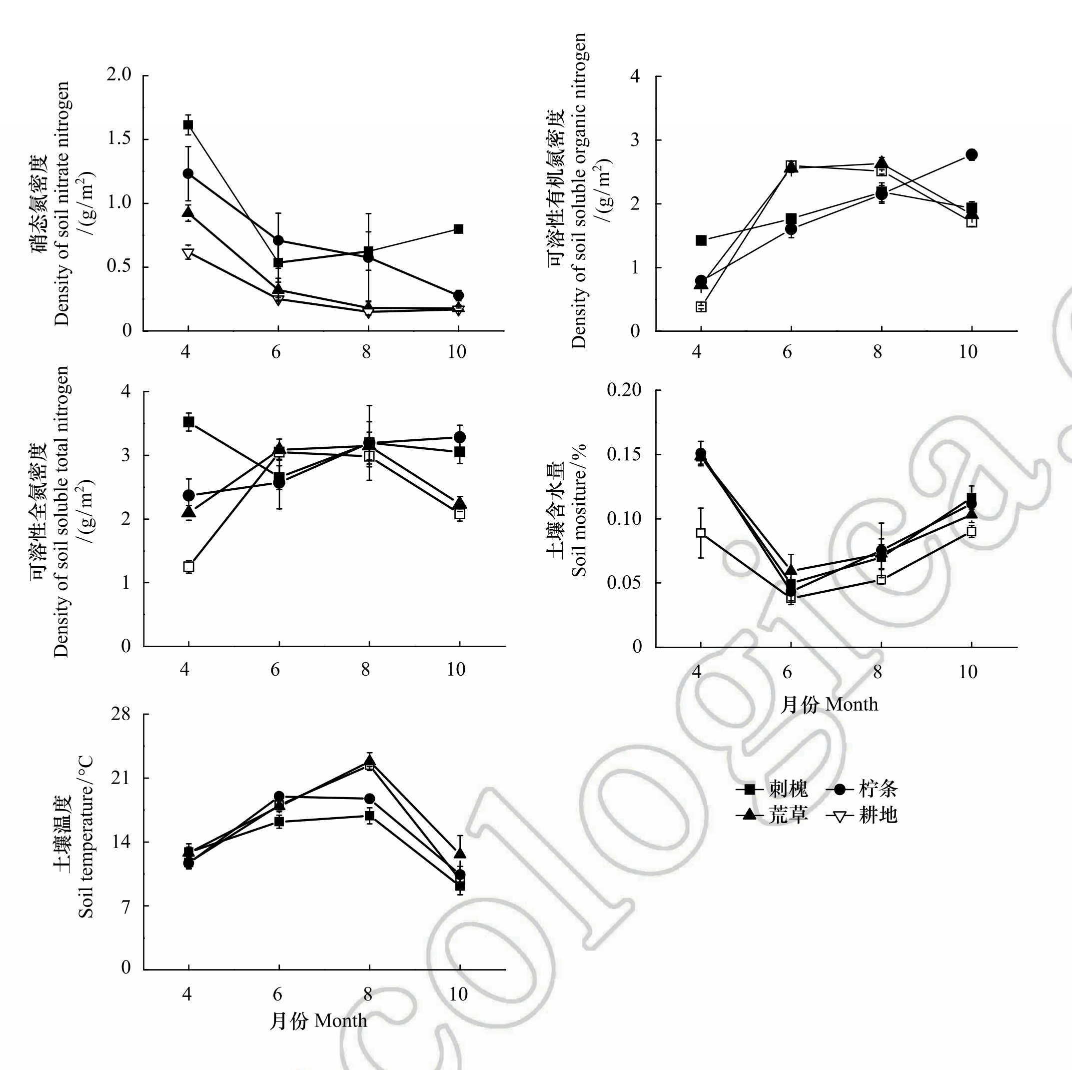


图 5　土壤硝态氮、可溶性有机氮、可溶性全氮和土壤水热的季度变化(0—30 cm)

Fig.5　Dynamic change of soil nitrate nitrogen, organic nitrogen, soluble total nitrogen, moisture and temperature in 0—30 cm soil depth

为 1.64 倍、1.31 倍和 1.23 倍。这是因为植被的覆盖,改善了土壤微环境[13-14],凋落物在样地上积累和分解,增加了土壤有机质、全氮(表 1),增加了土壤可溶性氮的来源。同时,植物根系分泌物中的有机酸类物质又能加速土壤难溶性物质向可利用性(可溶性)转化,提高土壤氮转化能力[15]。刺槐、柠条林均属于固氮树种,土壤氮矿化作用优于荒草地,土壤矿质氮含量高,而荒草地土壤粘粒含量低(表 1),粘粒结合的有机质含量低,不利于土壤氮的转化[16]。虽然柠条地土壤全氮含量最高,但土壤 C/N 却与其他几个样地无显著差异,土壤中氮大部分以难溶的有机态形式存在,并且活性氮组分大部分被微生物所固定利用,因此造成不同样地间可溶性氮组分的差异,主要由林地凋落物质量与土壤水热条件引起[17]。另外,王春阳等[18]早有研究表明凋落物添加能增加土壤矿质氮含量,且凋落物 C/N 越低矿质氮提升效果越好,此次研究凋落物 C/N(表 1)整体表现为荒草(54.83)>柠条(20.64)>刺槐(15.02),这与不同样地间矿质氮差异的趋势一致,进一步证明了植被恢复能有效地增加土壤氮的可利用性,且人工林优于荒草地。

另外,本研究中矿质氮以硝态氮为主,其最大值出现在 4 月份,主要是由于上一年冬季温度较低造成间接性冻融对该地区的土壤氮矿化产生影响[19],并且这段时间内,植物处于休眠期,对土壤硝态氮的摄取量较少,增加了土壤硝态氮的积累。而植物的生长主要集中在 6—8 月份,这期间植物对矿质氮的吸收利用,致使土壤中的硝态氮大量减少。生态系统越活跃、植物体生物量越大,生长期间对土壤可利用氮库需求也就越多[20]。Wei 等[21]研究表明非生长季土壤硝态氮和矿质氮最高值均出现在春季,生长季(6—8 月份)则因为植物吸收

而大量减少,Uri 等[22]研究退耕的桦木林地和草地也得出同样的趋势。尽管此次研究地 6—8 月份大气温度最高(图 1),有利于土壤氮矿化作用,但植物生长对土壤活性氮的需求同样也增大[23]。因此,造成土壤可溶性氮组分时空差异的原因,不是土壤氮素供应的减少,而在于植被对可溶性氮组分吸收存在季节性差异。

土壤可溶性有机氮是土壤活性氮库的主要成分,4 月份土壤含水量较高,易被微生物矿化[2],不利于可溶性有机氮的积累,在可溶性氮组分中所占的比例相应减少。6—8 月份温度高(图 1),土壤微生物活动增强,促速土壤动植物残体分解[24],增加土壤氮的可溶性[25],同时由于植物对可溶性有机氮的利用远低于矿质氮,故至 10 月份土壤可溶性有机氮积累量较高,并且在可溶性氮组分中所占的比例也相应增加。另外,土壤可溶性有机氮与硝态氮动态变化趋势相反,此消彼长,丰富了土壤活性氮库,是对外界环境变化的一种响应。殷睿等[2]和 Gelfand 等[26]认为土壤可溶性氮组分与森林生态系统活动之间存在负相关关系,这也在本研究中得以体现。

3.2 可溶性氮组分与水热条件的关系

一般来说,土壤水分是土壤微生物过程和植物生长的重要限制因子[27],土壤含水量提高,土壤微生物活动加剧,促进氮矿化作用[28],有利于硝态氮的增加,因此硝态氮与土壤含水量呈极显著正相关关系。另外,本研究 4 月份和 10 月份土壤含水量高,6—8 月份土壤含水量低,硝态氮下降程度最大的时间段处于 4—6 月份,这可能是因为水分含量降低,使有机氮矿化产生的硝态氮减少,加上植物生长的吸收利用。而 6—10 月份水分含量虽然有所提高,但植物吸收利用硝态氮也有所增加,因此硝态氮在 6—10 月份变化不显著,甚至出现降低的趋势。另外,可溶性有机氮与可溶性全氮对水分变化的敏感程度相似,总体表现为随水分增加而减少,这是因为土壤水分减少,不利于土壤可溶性有机氮向无机态氮转变,有利于可溶性有机氮的积累[29]。

在本研究中,温度与硝态氮呈现负相关关系,主要是因为温度升高促进氮矿化,有利于硝态氮生成[20],但是 4—6 月份植物处于生长季,温度升高也会促进植物对土壤养分的吸收,有学者研究认为植物养分吸收对温度变化比微生物过程更为敏感[26]。而温度对土壤可溶性有机氮和可溶性全氮的影响相似,总体表现为温度增加,有利于可溶性有机氮的积累,这是由于温度增加,提高了土壤有机氮的溶解度,并且温度升高,微生物活性增加,加速凋落物分解[31-32]。

4 结论

整个采样期间,黄土丘陵区退耕地 0—30 cm 土壤硝态氮、可溶性有机氮及可溶性全氮密度相比耕地均有显著提升,并且存在显著的季节动态变化,除硝态氮外,各氮组分随土层变化不显著。其中可溶性有机氮,从 4 月份到 10 月份表现出递增的趋势,硝态氮则表现出先降低而后略微升高的趋势,可溶性全氮整体表现为先升高后降低的趋势,铵态氮动态变化不显著。土壤水热状况与土壤可溶性氮组分显著相关,其中土壤可溶性氮组分受土壤含水量变化的影响最大,硝态氮对土壤含水量变化最为敏感,可溶性全氮对土壤温度变化最为敏感。季节动态变化引起的水热变化,是影响林地土壤可溶性氮组分产生季节变化的重要因素。

参考文献(References):

[1] 邢肖毅, 黄懿梅, 安韶山, 张宏. 黄土高原沟壑区森林带不同植物群落土壤氮素含量及其转化. 生态学报, 2013, 33(22): 7181-7189.
[2] 殷睿, 徐振锋, 吴福忠, 杨万勤, 熊莉, 肖洒, 马志良, 李志萍. 川西亚高山不同海拔森林土壤活性氮库及净氮矿化的季节动态. 应用生态学报, 2013, 24(12): 3347-3353.
[3] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, Goulding K W T, Fortune S, Gaunt J L, Poulton P R, Wakefield J A, Webster C P, Wilmer W S. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. Biology and Fertility of Soils, 2000, 30(5/6): 374-387.
[4] 张宏威, 康凌云, 梁斌, 陈清, 李俊良, 严正娟. 长期大量施肥增加设施菜田土壤可溶性有机氮淋溶风险. 农业工程学报, 2013, 29(21): 99-107.
[5] 安韶山, 黄懿梅. 黄土丘陵区柠条林改良土壤作用的研究. 林业科学, 2006, 42(1): 70-74.
[6] 于洋, 贾志清, 朱雅娟, 赵淑伶, 刘艳书, 刘海涛, 李清雪. 高寒沙地植被恢复区乌柳人工防护林对土壤的影响. 林业科学, 2013, 49(11): 9-15.

[7] 漆良华, 张旭东, 周金星, 彭镇华, 岳祥华, 黄玲玲. 湘西北小流域不同植被恢复区土壤微生物数量、生物量碳氮及其分形特征. 林业科学, 2009, 45(8): 14-20.

[8] 王风芹, 田丽青, 宋安东, 桑玉强, 张劲松, 高峻. 华北刺槐林与自然恢复植被土壤微生物量碳、氮含量四季动态. 林业科学, 2015, 51(3): 16-24.

[9] 刘纯, 刘延坤, 金光泽. 小兴安岭6种森林类型土壤微生物量的季节变化特征. 生态学报, 2014, 34(2): 451-459.

[10] 赵溪, 李君剑, 李洪建. 关帝山不同植被恢复类型对土壤碳、氮含量及微生物数量的影响. 生态学杂志, 2010, 29(11): 2102-2110.

[11] 俞伯琦, 郑祥洲, 丁洪, 王煌平. 植被恢复对土壤碳氮循环的影响研究进展. 应用生态学报, 2013, 24(12): 3610-3616.

[12] Vestgarden L S, Kjønaas O J. Potential nitrogen transformations in mineral soils of two coniferous forests exposed to different N inputs. Forest Ecology and Management, 2003, 174(1/3): 191-202.

[13] 刘苑秋, 王芳, 柯国庆, 王迎迎, 郭圣茂, 范承芳. 江西瑞昌石灰岩山区退耕还林对土壤有机碳的影响. 生态学报, 2015, 22(4): 885-890.

[14] Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime J P, Hector A, Hooper D U, Huston M A, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D, Wardle D A. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. Science, 2001, 294(5534): 804-808.

[15] Maithani K, Arunachalam A, Tripathib R S, Pandey H N. Nitrogen mineralization as influenced by climate, soil and vegetation in a subtropical humid forest in northeast India. Forest Ecology and Management, 1998, 109(1/3): 91-101.

[16] 金发会, 李世清, 卢红玲, 李生秀. 石灰性土壤微生物量碳、氮与土壤颗粒组成和氮矿化势的关系. 应用生态学报, 2007, 18(12): 2739-2746.

[17] 徐李亚, 杨万勤, 李晗, 倪祥银, 何洁, 吴福忠. 雪被覆盖对高山森林凋落物分解过程中水溶性和有机溶性组分含量的影响. 应用生态学报, 2014, 25(11): 3067-3075.

[18] 王春阳, 周建斌, 董燕婕, 陈兴丽, 李婧. 黄土区六种植物凋落物与不同形态氮素对土壤微生物量碳氮含量的影响. 生态学报, 2010, 30(24): 7092-7100.

[19] 陈哲, 杨世琦, 张晴雯, 周华坤, 井新, 张爱平, 韩瑞芸, 杨正礼. 冻融对土壤氮素损失及有效性的影响. 生态学报, 2016, 36(4): 1083-1094.

[20] Pajuste K, Frey J. Nitrogen mineralisation in podzol soils under boreal Scots pine and Norway spruce stands. Plant and Soil, 2003, 257(1): 237-247.

[21] Wei X R, Shao M A, Fu X L, Ågren G I, Yin X Q. The effects of land use on soil N mineralization during the growing season on the northern Loess Plateau of China. Geoderma, 2011, 160(3/4): 590-598.

[22] Uri V, Lõhmus K, Kund M, Tullus H. The effect of land use type on net nitrogen mineralization on abandoned agricultural land: silver birch stand *versus* grassland. Forest Ecology and Management, 2008, 255(1): 226-233.

[23] McKinley D C, Rice C W, Blair J M. Conversion of grassland to coniferous woodland has limited effects on soil nitrogen cycle processes. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(10): 2627-2633.

[24] 寇萌, 焦菊英, 尹秋龙, 杜华栋, 王东丽. 黄土丘陵沟壑区主要草种枯落物的持水能力与养分潜在归还能力. 生态学报, 2015, 35(5): 1337-1349.

[25] 马红亮, 闫聪微, 高人, 尹云锋, 杨玉盛, 陈仕东. 林下凋落物去除与施氮对针叶林和阔叶林土壤氮的影响. 环境科学研究, 2013, 26(12): 1316-1324.

[26] Gelfand I, Yakir D. Influence of nitrite accumulation in association with seasonal patterns and mineralization of soil nitrogen in a semi-arid pine forest. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(2): 415-424.

[27] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉, 唐建维. 森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展. 生态学报, 2001, 21(7): 1187-1195.

[28] 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 草地生态系统中土壤氮素矿化影响因素的研究进展. 应用生态学报, 2004, 15(11): 2184-2188.

[29] 陈永川, 杨春霞, 赵志平, 李春丽, 汤利. 不同管理方式下橡胶林土壤氮动态特征. 生态学杂志, 2012, 31(4): 954-960.

[30] 周才平, 欧阳华. 温度和湿度对暖温带落叶阔叶林土壤氮矿化的影响. 植物生态学报, 2001, 25(2): 204-209.

[31] 宋飘, 张乃莉, 马克平, 郭继勋. 全球气候变暖对凋落物分解的影响. 生态学报, 2014, 34(6): 1327-1339.

[32] 王新源, 赵学勇, 李玉霖, 连杰, 曲浩, 岳祥飞. 环境因素对干旱半干旱区凋落物分解的影响研究进展. 应用生态学报, 2013, 24(11): 3300-3310.